Avifauna asociada a sectores de bosques ribereños con modificaciones antropogénicas (Tucumán, Argentina): II. Ensambles presentes en estación seca y su relación con elementos estructurales del hábitat

Antelo, Claudia M.; Nora L. Marigliano; Zulma J. Brandán; Celina I. Navarro
Instituto de Vertebrados, Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, (4000) Tucumán.
claudiamantelo@yahoo.com.ar

➤ **Resumen** — Las márgenes del río Salí son empleadas para recreación y turismo, modificando la estructura y composición florística de los bosques riparios, a lo que las aves responden con cambios en sus ensambles. El objetivo de este estudio fue describir la estructura y composición de la avifauna presente en estación seca (otoño e invierno) y analizar su relación con elementos estructurales del hábitat. Se seleccionaron 4 campings donde se muestreó la vegetación, con la técnica de línea de intersección con puntos equidistantes a lo largo de un lineante y las aves con el método de puntos de radio fijo. La avifauna presente mostró alta semejanza entre los sitios, compartiendo más de la mitad de las familias y especies. Los valores de diversidad fueron semejantes, los de riqueza y número de individuos no. La riqueza de especies de aves no estuvo correlacionada con la riqueza de árboles presentes, pero si con la cobertura vegetal del estrato superior y con el valor de cobertura del camping. Los grupos tróficos dominantes por riqueza y número de individuos fueron insectívoros y carnívoros. En el ensamble de aves, se observaron los efectos del cambio del uso del suelo, aunque aún se conservan elementos faunísticos propios de bosques y áreas mejor preservadas.
Palabras clave: Avifauna, ensambles, bosques riparios, urbanizaciones.

➤ **Abstract** — "Birds associated to sections of riparian forest with anthropogenic modifications (Tucumán, Argentina): II. Assemblages present in the dry season and their relation to structural elements of the habitat". The use of the banks of the Salí River for leisure and tourism has modified the structural and floral composition of the riparian forest to which birds respond with changes in their assemblages. The purpose was to describe the structure and composition of bird assemblages present during the dry season (autumn and winter) and analyze their relationships to structural elements of the habitat. Four campsites were selected where the vegetation was sampled with the linear technique of intersection of equidistant points along a transect, and birds with the fixed-radius point method. The bird fauna showed high similarities among sites, sharing more than half of families and species. Diversity values were similar, whereas richness and number of individuals were not. Bird species richness was not correlated to the richness of existing trees but was correlated to the vegetation cover of the uppermost stratum and with the cover value of each campsite. The dominant trophic groups, considering richness and number of individuals, were insectivorous and carnivorous. Assemblages of birds provide a clear view of the effects of changes in land use, although some faunistic elements were still preserved in forest areas of the sites.
Keywords: Bird fauna, assemblages, riparian forest, urbanizations.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Tucumán, la más densamente poblada del país, ha experimentado un marcado avance de las zonas antropizadas sobre las naturales (Bolsi y Pucci, 1997; Vides Almonacid *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 2006). Los procesos de urbanización y otros cambios en el uso de la tierra han ocasionado la modificación del paisaje y como en muchas regiones éstos constituyen una amenaza para la biodiversidad (Houghton *et*

Recibido: 22/10/12 – Aceptado: 15/05/13

al., 1991; Blair, 1996; Clergeau *et al*., 2001; McKinney, 2002).

Las aves al responder a una estructura y composición determinada de la vegetación manifiestan estos disturbios en sus ensambles (Mac Arthur, 1971; Shoener, 1974; Blake y Loiselle, 1991; Cueto, 1996; Horlent *et al*., 2003). De acuerdo a la intensidad del disturbio que ocasiona la urbanización, se produce una disminución en la riqueza y abundancia de algunas poblaciones de aves, tanto residentes como migratorias (Levey y Stiles, 1992; Loiselle y Blake, 1992; Faggi y Perepelizin, 2006).

Ciertas investigaciones han señalado una tendencia general de la homogeneización de la biota a causa de las urbanizaciones, que produce comunidades de aves muy semejantes entre distintos sitios muestreados que presentan el mismo tipo de disturbio (Beissinger y Osborne, 1982; Houghton *et al*., 1991; McKinney, 2002). Los cambios tales como: modificación en la vegetación, fragmentación de hábitat y la introducción de especies exóticas, favorecerían algunas especies en desmedro de otras (González Oreja *et al.,* 2007; Germain *et al*., 2008).

Los bosques riparios, sectores ecotonales con alta productividad, se ven amenazados en su integridad por el aprovechamiento que el hombre hace de ellos (Beltzer y Neiff, 1992; Rossetti y Giraudo, 2003). Para las Yungas de Tucumán, Sirombra y Mesa (2010) han determinado que existe un bosque ribereño diferenciable en cuanto a su composición florística, formado por vegetación típica de esta eco-región y que actualmente está integrado tanto por especies nativas como exóticas.

En Tucumán, sobre el río Salí, se construyó el embalse El Cadillal, principal proveedor de energía eléctrica y de agua potable de la provincia (Agua y Energía Eléctrica, 1992). Esta obra promovió el establecimiento de áreas con fines turísticos y recreativos, entremezcladas con zonas pobladas y otras de uso ganadero y agrícola (Villagra de Gamundi *et al*., 2007). El presente trabajo es parte de un proyecto de relevamiento de la «Avifauna asociada a sectores de bosques ribereños» (Navarro *et al*., 2011). Aquí se describe y analiza la estructura y composición de los ensambles de aves presentes en los cuatro campings de El Cadillal mencionados en Navarro *et al.* (2011), esta vez durante la estación seca (otoño e invierno), analizando su relación con elementos estructurales del hábitat. Además se reporta acerca del recambio de especies con desplazamientos locales durante ese período. Como antecedentes ornito-lógicos para la zona se cuenta con el estudio de Brandán (2005) en bosques relictuales en la localidad de Cañada Honda (Departamento Burruyacu) y de Echevarria (2001) en un balneario en la periferia del embalse.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio.— Se muestrearon cuatro camping y balnearios ubicados aguas abajo del embalse el Cadillal, en el márgen oeste del Río Salí, el cual pertenece a la cuenca endorreica del Salí-Dulce y atraviesa la provincia en dirección N-SE (Santillán de Andrés y Ricci, 1966). Los campings se encuentran en la localidad de El Cadillal (26º 38' 15" S, 65º 11' 22" O), Dpto. Burruyacu (Tucumán) a 380 msnm (ver mapa y más detalles en Navarro *et al*., 2011). Los sitios seleccionados corresponden a una serie de balnearios y campings denominados: Río Loro (BRL), Las Moreras (BLM), La Curva (BLC) y Las Lanzas (BLL). Se encuentran en una quebrada que se localiza en el extremo sur de la Sierra de Medina en dirección NO a SE y que se caracteriza por vientos locales durante las primeras horas de la mañana, condicionados por la orografía (Alderete, 1984). La vegetación originaria corresponde a Bosque Montano inferior y Bosque Pedemontano (Vervoorst, 1982) o Bosque de Transición (Cabrera, 1976). En particular, la zona de los campings tiene un tipo de vegetación de terrazas y vallecitos u hondonadas y de planicies (Vervoorst, 1967).

La temperatura media anual es de 18,9º C (Minetti *et al*., 2005), con temperaturas extremas para el verano de 41,3º C y de –4,5º C para el invierno y las precipitaciones medias anuales rondando los 700 mm

(Agua y Energía Eléctrica, 1992). El clima es subhúmedo-húmedo con un período seco que se extiende desde abril a principios de octubre (Santillán de Andrés y Ricci, 1966), coincidiendo con los meses de otoño, invierno y principios de primavera.

Muestreo de vegetación.— En el mes de mayo de 2008, se muestreó la vegetación en los cuatro sitios de estudio con la técnica de línea de intersección con puntos equidistantes de interceptación a lo largo de un lineante (Brower y Zar, 1977). Se establecieron al azar 4 lineantes de 50 m cada uno, con puntos equidistantes a 1 m (200 puntos por camping). En cada punto, se midió la estratificación vertical con varilla metálica graduada (0-0,2 m; 0,2-0,5; 0,5-1; 1-2 y > 2 m), registrándose tanto los ejemplares vegetales, los espacios abiertos como la infraestructura, lo que permitió calcular los porcentajes de cobertura vegetal, de espacio «desnudo» o sin cobertura y de espacio cubierto por cemento o infraestructura. Los perfiles de vegetación se muestran en gráficos de barras.

Se consideraron las siguientes variables: número de individuos, especies a las que pertenecían, estrato vertical ocupado y el número de contactos interceptados a lo largo del lineante, registrándose también la infraestructura contactada. Para las especies de árboles se consideraron las siguientes variables: densidad lineal (IDi = número de individuos de la especie *i* sobre la longitud total de todas las transectas muestreadas) y relativa (RDi = número de individuos de la especie *i* sobre el total de individuos registrados para todas las especies), cobertura lineal (ICi = la longitud total de transecta interceptada por la especie *i* sobre la longitud total de todas las transectas muestreadas) y relativa (RCi = la longitud total de transecta interceptada por la especie *i* sobre la sumatoria de las longitudes interceptadas por todas las especies) y valor de importancia de la especie (IVi = dado por la combinación de RDi, RCi y la frecuencia relativa de la especie *i*) (Brower y Zar, 1977). También se calculó el valor de cobertura (VC) para el camping que incorpora la proporción de puntos interceptados en el lindante (CH) y en los estratos verticales (CV), de modo que VC = (CH*100/n + CV*100/m)/2; siendo CH = cobertura horizontal; CV = cobertura vertical; n= número de puntos de cada lindante (200 en este caso) y m = número máximo de toques posibles en cada lindante (1000 en este caso). Tanto los muestreos de vegetación como los de aves se llevaron a cabo simultáneamente para la estación seca (otoño e invierno) por 4 observadores rotando los mismos entre campings a los fines de minimizar errores de muestreo.

Muestreo de aves.— Durante los meses de marzo a agosto del 2008, se llevaron a cabo los muestreos de aves, en 4 estaciones fijas de registro por camping, totalizando para otoño-invierno 384 conteos (96 por camping). Las aves fueron observadas durante las primeras horas de la mañana con binoculares e identificadas con la guía de Narosky e Yzurieta (2003). Se empleó el método de puntos de radio fijo (Blondel *et al.*, 1981), registrándose los individuos en un radio de 30 m durante 15 minutos, siguiéndose los criterios sugeridos por Bibby *et al.* (1992).

Se listaron las especies registradas, siguiendo la sistemática propuesta por Mazar Barnett y Pearman (2001). En base a información bibliográfica de Mazar Barnett y Pearman (2001) y Narosky e Yzurieta (2003), se clasificaron a las que efectúan movimientos estacionales en las siguientes categorías: Mp = migrante parcial, Ma = migrante austral, R = residentes. Estas categorías permitieron calcular el componente migratorio para cada camping, como el número de especies migrantes versus la riqueza por ciento (Seguí y Caballero-Sadi, 2005).

Se analizó frecuencia de ocurrencia por especie: <10 % como «poco frecuentes», entre 10-30 % «frecuentes» y > 30 % «muy frecuentes» y la abundancia relativa al total de individuos registrados: 0-9 % = «especies raras»; 10-30 % «no comunes», 31-64 % «moderadamente comunes», 65-89 % «comunes» y 90-100 % «abundantes» (Ramírez-Albores, 2010).

Se estimó el índice de importancia relativa porcentual (IR), destacándose en la comunidad las que superaron 1 % (Bucher y Herrera, 1981) y se calculó para cada camping la diversidad según la fórmula de Shannon-Wiener con Ln (Sokal y Rohlf, 1979). La semejanza en composición de las especies entre los camping se evaluó con el índice de similitud porcentual de Sorensen (Magurran, 1989).

Se diferenciaron 6 gremios tróficos: nectarívoro-insectívoro, insectívoro, frugi-granívoro, grano-insectívoro, carnívoro y omnívoro, basándose en la bibliografía (Canevari *et al.*, 1991; Giannini, 1999; Soave *et al.*, 1999; Alabarce y Antelo, 2000; Giraudo *et al.*, 2006).

El análisis de la distribución espacial de la avifauna se hizo diferenciando el número de individuos y de especies registradas en otoño e invierno, en los siguientes estratos: inferior (0 a 0,2 m), bajo (0,2 a 1m), medio (1 a 2 m) y superior (>2 m). Se analizó gráficamente la estructura de la comunidad según la distribución de los individuos y de las especies de aves (registro de observaciones) por estratos verticales de la vegetación.

Se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman (Sokal y Rohlf, 1979) entre a) el porcentaje de cobertura por estrato vertical de vegetación y el número de especies e individuos de aves registrados en los mismos, b) la riqueza de especies arbóreas y la riqueza de aves de cada camping, c) el porcentaje de cobertura vegetal del estrato superior y la riqueza de aves presentes en el camping, y d) el valor de cobertura total del camping y la riqueza de aves del camping.

RESULTADOS

Caracterización vegetal y estructural.— La vegetación de los cuatro sitios muestrea-dos presenta una mezcla de especies tanto nativas como introducidas.

a) *Composición por estratos*: entre 0-0,2 m se identificaron *Urtica sp.*, *Taraxucum officinale*, *Dichondra repens, Sida rhombifolia*, *Fragaria* sp., *Tribolium sp.* y gramíneas naturales (*Cynodon sp.*, *Panicum sp.*, *Paspalum sp.*), las cuales en BRL ocuparon el 84 % de los puntos contactados, mientras que en BLM había además musgos y raíces expuestas.

Entre 0,2-0,5 m: en BRL se pueden observar en los canteros que rodean la residencia: *Tradescantia purpurea*, *Pelargonium sp.*, *Rosa sp., Hibiscus rosa-sinensis*, *Ficus carica*,

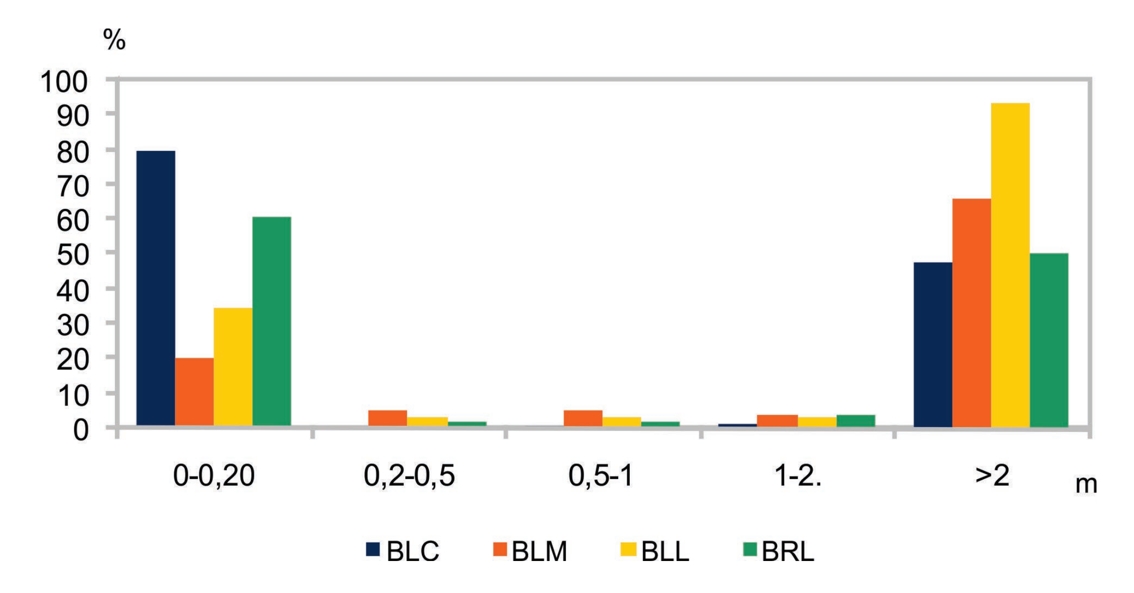


Fig. 1. Porcentaje de cobertura vegetal en los 5 estratos verticales considerados en cuatro balnearios y camping de El Cadillal (Tucumán, Argentina).

Platanus acerifolia, *Bougainvillea sp.*, entre otras, mientras que en la mayor parte del camping, el estrato está desprovisto de vegetación. En los restantes sitios estuvo representada por los tallos de árboles y arbustos.

En todos los campings estudiados el estrato de vegetación entre 0,5-1 m fue prácticamente inexistente. En los estratos de 1 a 2 m y > 2 m se observaron en común las siguientes especies arbóreas: *Morus sp., Salix humboldtiana, S. babilónica, Erythrina crista-galli*, *Enterolobium contortisilicum*, *Tabebuia avellanedae*, *Tipuana tipu*, *Celtis tala*, *Jacaranda mimosifolia*. Todas estas especies presentaron epífitas tales como bromeliáceas, *Tillandsia sp.*, *Rhipsalis lumbricoides*, helechos y musgos.

En BRL, se muestrearon además *Chorisia insignis*, *Fraxinus sp.*, *Quercus sp.*, *Parapiptadenia excelsa*, *Ziziphus mistol*, *Melia azedarach*, *Juglans australis*, *Citrus sp.*, entre otras y en BLM: *Tecoma stans*, *Melia azedarach*, *Schinus molle* y *Allophyllus edulis*. En BLC, se observaron: *Acacia aroma*, *Eucaliptus globulus*, *Broussonetia papyrifera*, *Tecoma stans* y *Grevillea robusta*. En BLL, se muestrearon: *Acacia aroma*, eucaliptos *Eucaliptus globulus*, *Celtis tala*, *Chorisia insignis*, *Z. mistol* y *J. australis*.

b) *Estratificación vertical:* los perfiles de cobertura por estrato vertical se muestran para cada camping en la Fig. 1. Los estratos con mayores valores de cobertura vegetal en todos los casos fueron el superior (> 2 m) y el inferior (0-0,2 m), destacándose el pobre desarrollo de los estratos bajo y medios. Existió mayor cobertura en el estrato superior que en el suelo o inferior en BLL y BLM, mientras que en los otros campings la situación fue inversa.

Respecto a la infraestructura edilicia, la mayor parte se encuentra ocupando desde el suelo hasta los 2 m (Fig. 2), constituida por merenderos, asadores, recolectores de residuos, canchas de básquet, juegos infantiles, caminería, etc. BLC es el que ofrece menor infraestructura para los visitantes y BLL la mayor. Según los porcentajes de puntos cubiertos por cemento, BRL estuvo cubierto en todos los estratos verticales menos en el superior (> 2 m).

En Tabla 1 se destacan las especies arbóreas más representativas según los Índices de Densidad Lineal (IDi) y Relativa (RDi) y los

Tabla 1. Índices de densidad lineal (IDi) y relativa (RDi), cobertura lineal (ICi) y relativa (RCi) de las especies arbóreas más representativas en cada camping (BRL: Balneario Río Loro, BLM: Balneario Las Moreras, BLC: Balneario La Curva, BLL: Balneario Las Lanzas).

Especies arbóreas	BRL		BLM		BLC		BLL	
	IDi/ RDi	ICi/ RCi	IDi/ RDi	ICi/ RCi	IDi/ RDi	ICi/ RCi	IDi/ RDi	ICi/ RCi
Morus sp.	0,18/ 0,26	0,16/ 0,29	0,13/ 0,15	0,11/ 0,17				
Tipuana tipu	0,11/ 0,16							
Jacaranda mimosifolia	0,13/ 0,19		0,22/ 0,27	0,22/ 0,33			0,21/ 0,18	0,13/ 0,15
Enterolobium contortisilicum							0,19/ 0,16	0,13/ 0,16
Eucaliptus globulus					0,12/ 0,22		0,6/ 0,52	0,47/ 0,56
Parapiptadenia excelsa					0,16/ 0,3	0,14/ 0,33		

Índices de Cobertura Lineal (ICi) y Relativa (RCi).

El valor de importancia (IVi) de las especies reveló que en cada camping las dominantes fueron diferentes: en BRL: *Morus sp.* (0,82), *J. mimosifolia* (0,50), *T. avellanedae* (0,47) y *E. contortisilicum* (0,43); en BLL: *E. globulus* (1,61), *J. mimosifolia* (0,51) y *E. contortisilicum* (0,47), en BLM: *J. mimosifolia* (0,86) y *Morus sp.* (0,47), mientras que en BLC no existió una especie dominante.

El valor de cobertura total (VC) más destacable lo encontramos en BLL (54,40), seguido por BLM (42,25) y BRL (33,45), siendo el menos cubierto con vegetación el BLC (20,80).

Caracterización de los ensambles de aves

a) *Composición de la avifauna*: se observaron al cabo de 384 muestreos durante el otoño-invierno en los cuatro balnearios y campings un total de 3675 individuos, pertenecientes a 107 especies (Tabla 2). Se registraron en la estación seca el 74 % de las especies y el 94 % de las familias de aves reportadas por Navarro *et al.* (2011) para los mismos sitios durante todas las estaciones del año juntas.

La mayor parte del ensamble estuvo constituido por especies de amplia distribución geográfica, estando sólo el 7,4 % de las especies restringidas a los bosques de yungas. El 14,95 % de las aves registradas se relacionan con ambientes acuáticos.

En BRL se detectó la máxima cantidad de individuos (33,5 %), mientras que en los otros balnearios y campings fue semejante (BLC 23,9 %, BLL 21,9 % y BLM 20,7 %). El número de especies que se registró en 3 campings fue análogo, siendo BLM el de menor riqueza (Tabla 2).

Los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron para BRL= 3,46, BLM= 3,55, BLC= 3,69 y BLL= 3,63. Estuvieron representadas un total de 30 familias de aves (Tabla 3), la mayor parte de las familias (86 %) fueron comunes a los 4 campings, aunque en BRL estuvo ausente Vireonidae, en BLM y BLC Threskiornithidae y Psittacidae y en BLL Threskiornithidae y Passeridae.

Los campings compartieron entre sí el 75 % de las especies de aves (Tabla 3), mientras

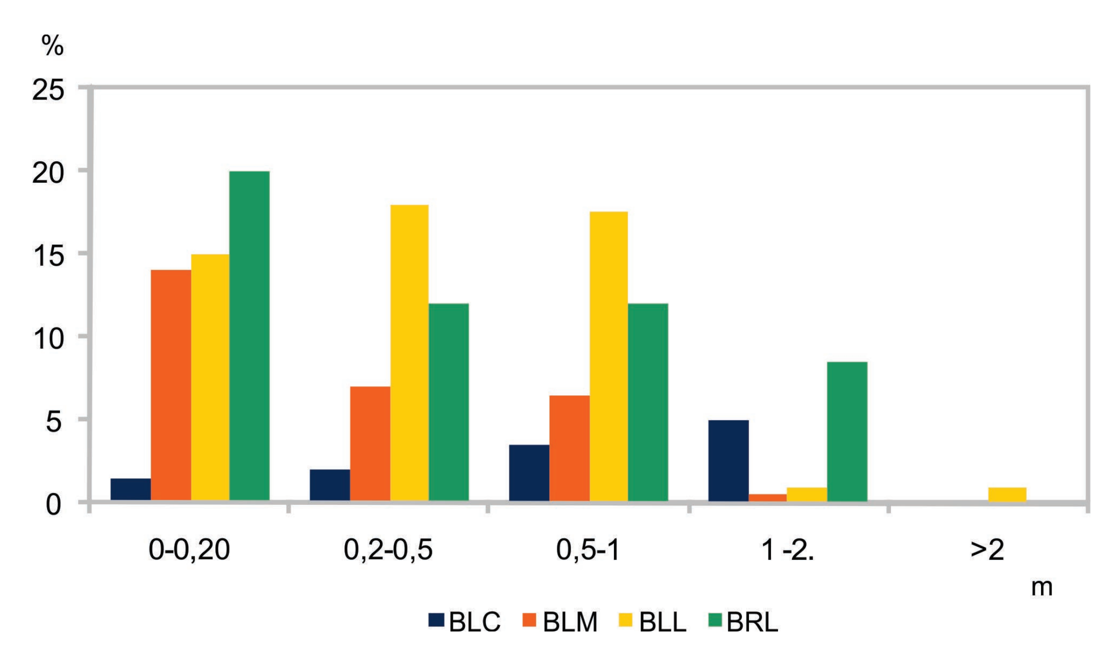


Fig. 2. Porcentaje de infraestructura construida en cuatro balnearios y camping de El Cadillal (Tucumán, Argentina).

Tabla 2. Total de especies por familias de aves presentes en los campings muestreados (BRL: Balneario Río Loro, BLM: Balneario Las Moreras, BLC: Balneario La Curva, BLL: Balneario Las Lanzas).

Totales	BRL	BLM	BLC	BLL
Nº de familias	28	28	28	27
Nº de especies	75	64	78	75
Nº de individuos	1232	763	877	804

que el resto fueron avistadas en un solo camping, con bajo número de individuos («especies rara») por lo que pueden considerarse registros ocasionales en el ensamble (Tabla 3).

b) *Estructura del ensamble*: se determinó que entre el 75-85 % de las especies pertenecieron a la categoría de «poco frecuentes» de observar, es decir estuvieron presentes en menos del 10 % de los muestreos (Fig. 3). Se destacó como «muy frecuentes»: *Troglodytes aedon* en BRL, BLL y BLM, *Pitangus sulphuratus* en BLC y BLM, *Sayornis nigricans* en BLL y *Furnarius rufus* en BLC (Tabla 3).

De acuerdo a la abundancia relativa, el ensamble de los campings se encuentra compuesto por especies «raras», destacándose dentro de la categoría de «no comunes» sólo a *Columbina picui* en BRL.

En cuanto a su importancia en la comunidad encontramos que 2 especies fueron destacables (IR > 1%) en todos los campings: *T. aedon* y *Z. capensis*; mientras que otras se destacaron en algunos de ellos: en BRL *Turdus rufiventris* y *Thraupis sayaca,* en BLC *F. rufus, T. sayaca* y *P. sulphuratus*; en BLM *T. rufiventris*, *P. sulphuratus* y *T. sayaca,* y en BLL *S. nigricans*.

El índice de similitud (IS%) aplicado en forma de pares mostró valores semejantes para todos los camping, alrededor de un 75 % (BRL/BLM; BLL/BLM; BLC/BRL; BLC/BLL), un máximo de 86 % (BLC/BLM) y un mínimo de 69 % (BRL/BLL).

El cálculo de componente migratorio mostró que en BLC existió mayor proporción de especies migratorias (19,2 %), siendo el valor más bajo en BLM (14,3 %) mientras que en los otros campings el número fue idéntico (16 %). En la mayor parte de los casos, se trataron de especies cuyas poblaciones realizan desplazamientos desde el sur del país en época otoño-invernal, mientras que las especies que salen del país fueron las menos, como *Myiarchus swainsonii*, *Myiodynastes maculatus, Phaeoprogne tapera*, entre otros, y no se registraron migrantes latitudinales. Más del 80 % de la avifauna registrada en cada camping fue residente (Tabla 3).

Los gremios más destacables en riqueza de especies fueron los insectívoros (37 % en BLC, 34 % en BLL y 29 % en BRL-BLM) y los carnívoros (26 % en BLM, 25 % en BLL, 23 % en BLC y 21 % en BRL), siendo menos destacables los omnívoros y los insectívoros-nectarívoros con valores inferiores al 15 % en todos los casos (Tabla 3).

Los gremios dominantes por la cantidad de individuos fueron los insectívoros (36,7 % en BLL y más del 25 % en BLC y BLM), granívoros-insectívoros (25,6 % en BRL y 19,6 % en BLC), carnívoros (19,2 % en BLM) y frugigranívoros (15 % en BLL) (Tabla 3).

c) *Estratificación vertical de la avifauna*: en todos los camping muestreados el estrato con mayor cantidad de individuos y de especies fue el superior (> 2 m) (Fig 4), coincidiendo con el buen desarrollo de cobertura vegetal a este nivel (Fig. 1). En BLC y en BLM el estrato inferior (0 a 0,2 m) fue también de importancia para las aves, coincidiendo con el perfil de vegetación de ambos sitios. En cambio, en BRL, el estrato inferior y el herbáceo superior (0,5 a 1 m) tuvieron la misma cantidad de individuos y el herbáceo superior y el arbustivo la de especies, a pesar de presentar diferentes porcentajes de cobertura vegetal (Fig. 1). En BLL, los estratos herbáceos medios y arbustivos presentaron un buen número de individuos y de especies, mayor que en el inferior que se encuentra más cubierto (Fig. 1).

Tabla 3. Composición de aves en los 4 campings de El Cadillal durante el otoño-invierno. Se indica para cada especie el rango de frecuencia de ocurrencia, el gremio trófico y las categorías de desplazamientos locales y movimientos migratorios. Referencias: BLC = La Curva, BRL = Río Loro, BLL = Las Lanzas y BLM = Las Moreras. Para los gremios tróficos se utilizaron las siguientes categorías: C = carnívoro; IN = insectívoro-nectarívoro; FG = frugigranívoro; GI = granoinsectívoro; O = omnívoro; FI = frugi-insectívoro; I = insectívoro, en base a fuentes bibliográficas. Para el estatus de residencia, se usaron las siguientes categorías, Mp = migrante parcial, Ma = migrante austral, R = residente. Se indica con (Y) la distribución geográfica yungueña y con Ac las especies relacionadas con ambientes acuáticos.

Familia	Especies	BRL	BLM	BLC	BLL	Gremio	Status
Phalacrocoracidae	*Phalacrocorax brasilianus* (Ac)	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	C	R
Ardeidae	*Nycticorax nycticorax* (Ac)	<10%				C	R
	Syrigma sibilatrix (Ac)		<10%	<10%	<10%	C	R
	Egretta thula (Ac)	<10%	<10%	10-30%	<10%	C	R
	Ardea cocoi (Ac)		<10%		<10%	C	R
	Ardea alba (Ac)	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
	Bubulcus ibis (Ac)	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
	Butorides striatus (Ac)				<10%	C	Mp
Threskiornithidae	*Plegadis chihi* (Ac)	<10%				O	R
Cathartidae	*Coragyps atratus*	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
	Cathartes aura	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
Accipritidae	*Elanus leucurus*		<10%	<10%	<10%	C	R
	Buteo magnirostris	<10%	<10%	<10%	10-30%	C	R
	Buteo brachyurus	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
	Buteo polyosoma			<10%		C	Mp
Falconidae	*Caracara plancus*	<10%	<10%	<10%	<10%	C	R
	Milvago chimango	<10%		<10%	<10%	C	R
	Falco sparverius		<10%	<10%	<10%	C	R
	Falco femoralis	<10%				C	R
Rallidae	*Aramides cajanea* (Ac)	<10%	10-30%	10-30%	<10%	C	R
Charadriidae	*Vanellus chilensis* (Ac)	10-30%	<10%	<10%	<10%	C	R
Columbidae	*Columba livia*	<10%	<10%	<10%	<10%	FG	R
	Columba picazuro	<10%	<10%	<10%	<10%	FG	R
	Columba maculosa	<10%				FG	R
	Columba cayanensis			<10%		FG	R
	Zenaida auriculata	<10%			<10%	FG	R
	Columbina picui	<10%	<10%	<10%	<10%	FG	R
	Leptotila verreauxi	<10%				FG	R
Psittacidae	*Aratinga acuticaudata*	<10%				GI	R
	Pionus maximiliani				<10%	FG	R
Cuculidae	*Coccyzus melacoryphus*	<10%			<10%	FG	Ma
	Guira guira	<10%	<10%	<10%		C	R
	Tapera naevia				<10%	I	Ma
Trochilidae	*Chlorostilbon aureoventris*	<10%	<10%	<10%	<10%	IN	Mp
	Hylocharis chrysura	<10%		<10%	<10%	IN	R
	Amazilia chionogaster (Y)	<10%	<10%	<10%		IN	R
	Sappho sparganura	<10%	<10%		<10%	IN	R
	Heliomaster furcifer	<10%				IN	Mp
Alcedinidae	*Megaceryle torquata* (Ac)	<10%	10-30%	10-30%	10-30%	C	R
	Chloroceryle amazona (Ac)				<10%	C	R
Picidae	*Picumnus cirratus*	<10%	<10%	<10%		I	R
	Picoides mixtus	<10%	<10%	<10%	<10%	I	R
	Veniliornis frontalis (Y)	<10%				I	R
	Piculus chrysochloros			<10%		I	R
	Colaptes melanochloros	<10%				I	R
	Campephilus leucopogon	<10%	<10%	<10%		I	R
Furnaridae	*Furnarius rufus*	10-30%	10-30%	>30%	10-30%	I	R
	Synallaxis frontalis	<10%		<10%		I	Mp

Familia	Especies	BRL	BLM	BLC	BLL	Gremio	Status
	Synallaxis azarae (Y)	<10%		<10%		I	R
	Phacellodomus sibilatrix				<10%	I	R
	Phleocryptes melanops (Ac)				<10%	I	R
Dendrocolaptidae	*Sittasomus griseicapillus*	<10%	<10%	<10%	<10%	I	R
	Xiphocolaptes major	<10%	<10%	<10%	<10%	I	R
	Dendrocolaptes picumnus		<10%	<10%	<10%	I	R
	Lepidocolaptes angustirostris	<10%	<10%	10-30%	10-30%	I	R
Tyrannidae	*Hemitriccus margaritaceiventer*	<10%			<10%	I	R
	Suiriri suiriri	<10%		<10%		I	R
	Elaenia parvirostris	<10%	<10%	<10%	<10%	I	Mp
	Serpophaga nigricans (Ac)		<10%	<10%	<10%	I	R
	Serpophaga subcristata	<10%	<10%	<10%	<10%	I	Mp
	Stigmatura budytoides				<10%	I	R
	Phylloscartes ventralis				<10%	I	R
	Hirundinea ferruginea			<10%	<10%	I	R
	Contopus fumigatus (Y)			<10%	<10%	I	R
	Sayornis nigricans (Ac) (Y)	10-30%	10-30%	10-30%	>30%	I	R
	Machetornis rixosus	<10%	10-30%	<10%	<10%	I	R
	Myiarchus swainsoni			<10%		I	Ma
	Myiarchus tyrannulus	<10%		<10%		I	R
	Myiodynastes maculatus	<10%	<10%	<10%		I	Ma
	Pitangus sulphuratus	10-30%	>30%	>30%	10-30%	O	Mp
Vireonidae	*Cyclarhis gujanensis*		<10%	<10%	<10%	I	R
	Vireo olivaceus			<10%	<10%	I	Ma
Corvidae	*Cyanocorax chrysops*	<10%	10-30%	<10%	<10%	O	R
Hirundinidae	*Phaeoprogne tapera*			<10%	<10%	I	Ma
	Tachycineta leucorrhoa	<10%	<10%	<10%	<10%	I	Mp
	Notiochelidon cyanoleuca		<10%	<10%		I	Mp
	Stelgidopteryx fucata				<10%	I	Mp
Trogloditidae	*Troglodytes aedon*	>30%	>30%	10-30%	>30%	I	R
Polioptilidae	*Polioptila dumicola*	<10%	<10%	<10%	<10%	I	R
Turdidae	*Turdus rufiventris*	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	O	R
	Turdus amaurochalinus	<10%	<10%	<10%	<10%	O	R
Parulidae	*Parula pitiayumi*	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	IN	R
	Geothlypis aequinoctialis		<10%	<10%		IN	Mp
	Myioborus brunniceps (Y)	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	IN	R
	Basileuterus culicivorus		<10%	<10%	<10%	IN	R
Thraupidae	*Chlorospingus ophthalmicus* (Y)	<10%			<10%	FG	R
	Thlypopsis ruficeps (Y)	<10%				FG	Mp
	Piranga flava	<10%	<10%	<10%	<10%	FG	R
	Thraupis sayaca	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	FG	R
	Thraupis bonariensis		<10%	<10%		FG	R
	Euphonia chlorotica	<10%	10-30%	10-30%	<10%	FG	R
Emberizidae	*Poospiza melanoleuca*	<10%	<10%	<10%	<10%	GI	R
	Volatinia jacarina			<10%		GI	Mp
	Sporophila lineola	<10%				GI	Mp
	Sicalis flaveola	<10%	<10%	<10%	<10%	GI	R
	Sicalis luteola	<10%	<10%	<10%	<10%	GI	R
	Embernagra platensis		<10%			GI	R
	Ammodramus humeralis				<10%	GI	R
	Zonotrichia capensis	10-30%	10-30%	10-30%	10-30%	GI	Mp
Cardinalidae	*Saltator coerulescens*	<10%	<10%	<10%		GI	R
	Saltator aurantiirostris			<10%	<10%	GI	R
	Cyanocompsa brissonii	<10%	<10%	<10%		GI	R
Icteridae	*Icterus cayanensis*	<10%	<10%	<10%	<10%	GI	R
	Agelaioides badius	<10%		<10%	<10%	GI	R
	Molothrus bonariensis	<10%			<10%	GI	R
Fringillidae	*Carduelis magellanica*	<10%	<10%	<10%	<10%	GI	R
Passeridae	*Passer domesticus*	<10%	<10%	<10%		GI	R

La cobertura del estrato superior se correlacionó en forma positiva con la riqueza de aves de cada camping ($r = 0,70$, $p < 0,05$). El VC mostró una relación fuertemente positiva con la riqueza de especies de aves presentes en cada camping ($r = 0,91$, $p < 0,05$).

Para BRL y BLL, se contactaron en las transectas delimitadas un total de 9 especies de árboles, para BLM = 13 y BLC = 11. Estos valores se correlacionaron negativamente con la riqueza de aves presentes en cada camping ($r = -0,72$, $p < 0,05$).

Según los valores de densidad lineal (IDi), densidad relativa (RDi), cobertura lineal (ICi) y de cobertura relativa (RCi), se destacaron en cada camping tanto especies arbóreas nativas como exóticas (Tabla 1).

El coeficiente de correlación entre el porcentaje de cobertura por estrato vegetal y el número de especies e individuos regis-trados en los mismos indican una relación positiva significativa para los 4 sitios ($p < 0,05$): BLM (0,96 y 0,94), BLL (0,81 y 0,79), BLC (0,55 y 0,61), y BRL (0,64 y 0,45), respectivamente.

DISCUSIÓN

La composición de la avifauna presente en la estación seca de otoño-invierno resultó semejante entre los cuatro balnearios y campings, dado que a nivel de familia y de especies compartieron más de la mitad de los taxa. Los valores de diversidad no fueron diferentes, aunque se observó la mayor cantidad de individuos en BRL y la menor riqueza de especies en BLM.

Los sitios seleccionados tuvieron una fuerte influencia regional, lo que les dio una elevada similitud entre sí y con el bosque cercano de Cañada Honda, muestreado por Brandán (2005). En esa matriz de paisaje, los campings posiblemente aportaron microhábitats para especies que estuvieron ausentes en el bosque, como las relacionadas con ambientes acuáticos (de las familias Phalacrocoracidae, Alcedinidae, Charadriidae e Hirundinidae), las que frecuentan ambientes perturbados (Passeridae) y pastizales (Fringillidae). En cambio, muchas otras especies que se encuentran en el bosque no fueron registradas en los campings (*Nothoprocta*

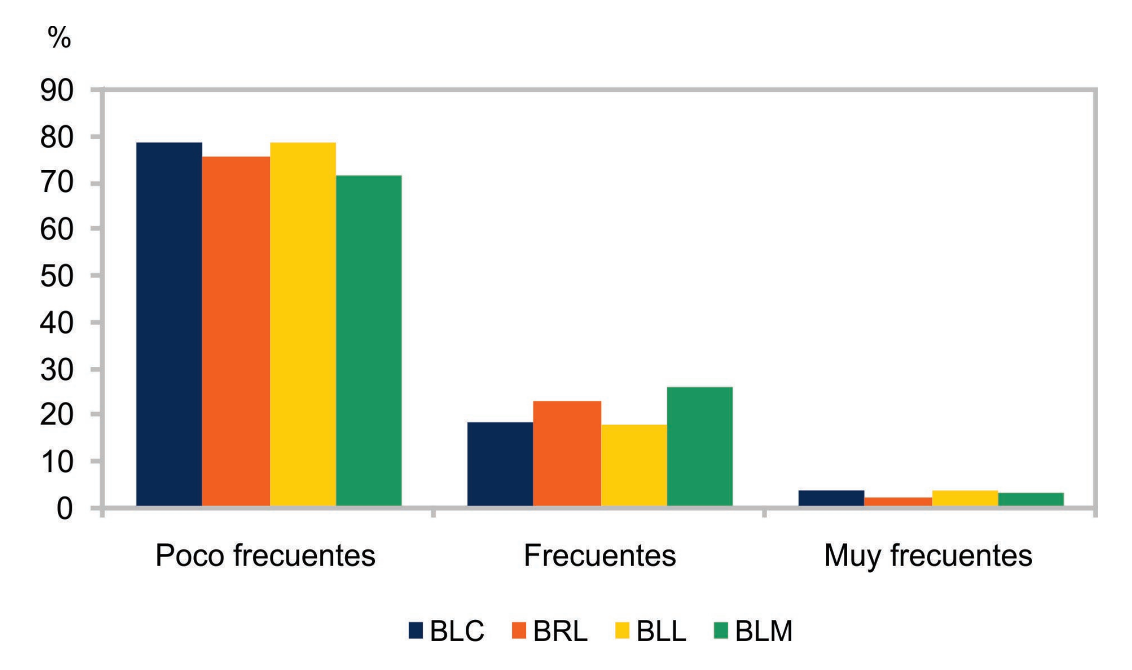


Fig. 3. Distribución de las especies de aves según su frecuencia relativa en cada balneario y camping analizado de El Cadillal (Tucumán, Argentina).

cinerascens, Nothura darwini, Amazona aestiva, *Amazona tucumana*, *Elaenia albiceps*, entre otras), probablemente porque la infraestructura construida en ellos, resultó en la pérdida de hábitat nativo y en el cambio de las condiciones ecológicas para el establecimiento y permanencia de estas especies. Los cambios manifestados en la composición del ensamble respecto a los ambientes nativos, reflejan los disturbios causados por la urbanización tal como ocurre en otros casos de estudios (Alabarce y Antelo, 2000; Juri y Chani, 2009; Lucero *et al*., 2005; Ramírez-Albores, 2010).

Se ha señalado que las modificaciones estructurales y florísticos que acompañan a la urbanización favorecerían algunas especies en desmedro de otras (Germain *et al*., 2008). En otros ambientes más urbanizados, se nota una tendencia de homogeneización de la biota, con comunidades de aves muy semejantes entre distintos sitios muestreados que presentan el mismo tipo de disturbio (Clergeau *et al*., 2001; Houghton *et al*., 1991; McKinney, 2002).

Observamos que todas las especies con IR alto presentes en los campings fueron generalistas, oportunistas, asociadas a ambientes peridomésticos, con distribución geográfica amplia, excepto *Sayornis nigricans* que está asociada a cursos de agua dulce de Yungas, aunque es considerada frecuente o fácil de ver (Narosky e Yzurieta, 2003). Se registraron además especies exóticas como *Columba livia* y *Passer domesticus*, las cuales son comunes en sitios urbanizados de todo el país y son capaces de usar los recursos que éstos les aportan (Antelo y Brandán, 2006; Brandán *et al*., 2006; Juri y Chani, 2009).

El ensamble registrado estuvo formado por especies de aves poco frecuentes y poco abundantes tal como ocurre en comunidades de zonas urbanas y suburbanas. Otras investigaciones señalan, que según la frecuencia y abundancia que tengan las especies, hay algunas que se comportan como «aves ganadoras» o «perdedoras» a causa de la urbanización (González Oreja *et al*., 2007). Según este criterio, unas pocas especies se verían favorecidas por el establecimiento de los

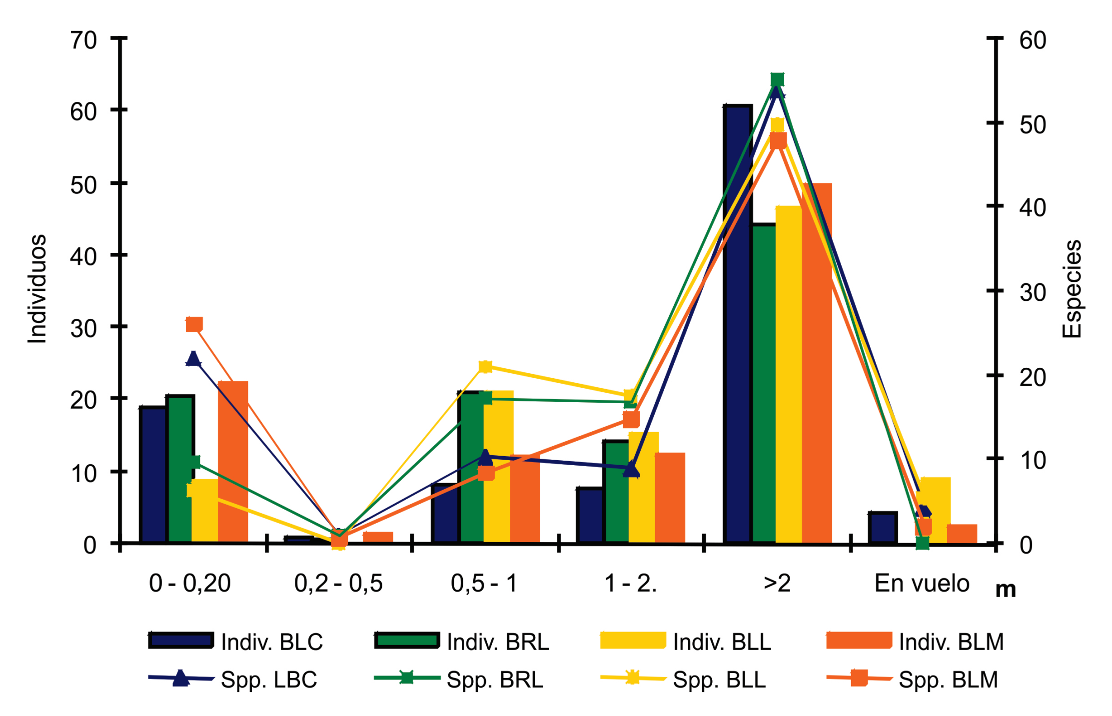


Fig. 4. Cantidad de individuos y de especies por estratos verticales de vegetación durante el otoño en los cuatro camping del El Cadillal (Tucumán).

campings, tales como: *Troglodytes aedon, Pitangus sulphuratus, Sayornis nigricans, Columbina picui, Zonotrichia capensis* y *Thraupis sayaca,* entre otras.

La mayor parte del ensamble estuvo formado por especies de amplia distribución y sólo se contactaron unas pocas especies restringidas a las Yungas como: *Veniliornis frontalis, Synallaxis azarae, Contopus fumigatus, S. nigricans, M. brunniceps, Chlorospingus ophthalmicus* y *Thlypopsis ruficeps*. Esto indicaría que los balnearios no conservarían especies de Yungas ni tampoco preservarían especies amenazadas o que requieran medidas de conservación a nivel nacional. Por ello, es útil diferenciar entre calidad y cantidad de especies al momento de mantener la diversidad biológica (Blair, 1996).

Los ensambles de aves en ambientes estacionales muestran patrones de desplazamientos marcados, así como el arribo de especies migratorias, las que también se ven afectadas por la urbanización (Juri y Chani, 2009). No se registraron migratorias latitudinales. El camping con mayor porcentaje de aves que efectúan movimientos locales, fue BLC.

En cuanto a la vegetación, los campings mostraron una mezcla de especies arbóreas nativas y exóticas, con valores de domi-nancia, cobertura e importancia diferentes, lo cual podría evaluarse en estudio poste-riores para comprobar su efecto sobre la avifauna. Los campings se comportarían como una unidad ambiental, insertos en una matriz heterogénea de paisaje. Se encontró muy poca de la vegetación de Yungas considerada por Sirombra y Mesa (2010) característica de bosque ribereño.

Los resultados de otras investigaciones sugieren una fuerte relación entre las variables estructurales del hábitat y la avifauna (Blake y Loiselle, 1991; Cueto, 1996; Horlent *et al.*, 2003, entre otros). En este trabajo, encontramos que la riqueza de especies de aves no está correlacionada con la riqueza de árboles presentes pero si con el porcentaje de cobertura vegetal del estrato superior y con el valor de cobertura del camping tanto vertical como horizontal.

El valor de cobertura vegetal de cada estrato particular se relacionó con la cantidad de individuos y especies que presentaban los mismos, por lo que los campings que tienen una buena cobertura vegetal en los estratos verticales mantienen una buena riqueza de especies e individuos, lo que es consistente con la hipótesis de mayor disponibilidad de hábitat y nichos ecológicos (Leveau y Leveau, 2004; Juri, 2007; Ramírez-Albores, 2010). Esta disponibilidad de hábitat probablemente brindó también una oferta de alimento variada, que en las grandes urbanizaciones falta o es reducida, permitiendo la permanencia de aves insectívoras, nectarívoras y carnívoras. Muchos estudios (Blake y Loiselle, 1991; McKinney, 2002; Leveau y Leveau, 2004; González Oreja *et al.*, 2007) revelan que en los sectores fuertemente urbanizados, las especies dominantes son pocas y pertenecen a los gremios granívoro u omnívoro («urban exploiters»), mientras que las insectívoras y carnívoras resultan negativamente afectados en sus abundancias («urban avoiders»). Detectamos como dominantes por abundancia, en la categoría de «no comunes», tanto especies insectívoras (*Troglodytes aedon, S. nigricans*) como grano-insectívoras (*C. picui, Z. capensis*), reflejando esta disponibilidad de recursos. Por lo general, nuestros resultados son coincidentes con los ensambles de aves detectados en parques urbanos mexicanos (González Oreja *et al.*, 2007), donde la mayor parte de la avifauna fueron especies insectívoras y muchas de ellas forestales, pero que se presentaron con una abundancia local muy baja, respecto a los ambientes naturales, por lo que se consideran negativamente afectadas por la urbanización.

Los nectarívoros se verían favorecidos por las presencia de especies ornamentales y de árboles que florecen en otoño-invierno, como *Eucalyptus globulus*, mientras que los carnívoros se trasladarían desde sitios no disturbados a los campings como sitios ocasionales de alimentación.

Las aves emplearon diferentes estratos de vegetación, algunas especies se registraron frecuentemente en los estratos inferiores y

bajos (*T. rufiventris, T. amaurochalinus, Sicalis flaveola, S. luteola, F. rufus,* entre otras), otras pocas en el estrato medio (*Zenaida auriculata, Saltator coerulescens* y *S. aurantiirostris, Chlorostilbon aureoventris, Vireo olivaceus*, etc.), mientras que la mayor parte fueron avistadas en los niveles superiores (*E. chlorotica, Volatinia jacarina, Cyanocompsa brissonii, P. pitiayumi, Geothlypis aequinoctialis*). A fin de mantener la diversidad de aves que frecuentan los estratos medios sería conveniente preservar la vegetación en los mismos, dado que son los más afectados por la infraestructura de los campings. Posiblemente la ausencia de estos estratos explicaría la pobreza de aves registradas por Echevarria (2001) en el balneario ubicado sobre el embalse El Cadillal, tanto en riqueza de especies como en cantidad de individuos.

Nuestros resultados indican que los balnearios y camping estudiados presentan durante la estación seca un ensamble de aves donde se observan los efectos del cambio del uso del suelo, pero donde se conservan aún elementos faunísticos propios de bosques y de áreas mejor preservadas, como los insectívoros y carnívoros, los cuales dependerían tanto de la existencia de áreas fuentes próximas como de la estructura de la vegetación que éstos presentan.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras desean expresar su agra-decimiento al Lic. Hugo Ayarde por su desinteresado asesoramiento para realizar el muestreo de vegetación y al Sr. Rafael Martínez por proveernos transporte al sitio de estudio. A los correctores quienes con su oportunas y atinadas sugerencias, mejoraron la calidad de este artículo.

LITERATURA CITADA

Agua y Energía Eléctrica. 1992. Informe inédito. Estudio de colmatación del Embalse El Cadillal, provincia de Tucumán, 6 pp.

Alabarce, E. A. y C. M. Antelo. 2000. Organización temporal de una taxocenosis de aves en un ambiente secundario, en la provincia de Tucumán. Acta zoológica lilloana, 43 (2): 411-426.

Alderete, M. 1984. Unidades fisiográficas. En: F. G. Aceñolaza, G. E. Bossi y A. J. Toselli (eds), Geología de Tucumán. Publicación del Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, pp. 19-28.

Antelo, C. M. y Z. J. Brandán. 2006. Presencia estacional de la avifauna de Yungas en un ambiente urbanizado del departamento Yerba Buena (Tucumán, Argentina). Acta zoológica lilloana, 50 (1-2): 61-70.

Beissinger, S. R. y D. A. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. Condor, 84: 75-83.

Beltzer, A. y J. J. Neiff. 1992. Distribución de las aves en el valle del río Paraná. Relación con el régimen pulsátil y la vegetación. Ambiente subtropical, 2: 77-102.

Bibby, C.; N. D. Burgess y D. A. Hill. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, Cambridge, 257 pp.

Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. Ecological Applications, 6: 506-519.

Blake, J. G. y B. A. Loiselle. 1991. Bird assemblages in second-growth and old-growth forest, Costa Rica: perspective from mist nest and point counts. Auk, 118: 304-326.

Blondel, J.; C. Ferri y B. Frochot. 1981. Point counts with unlimited distance. Studies in Avian Biology, 6: 414-420.

Bolsi, A. y R. Pucci. 1997. Problemas Agrarios del Noroeste Argentino (contribuciones para su inventario). Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina, 280 pp.

Brandán, Z. J. 2005. Avifauna de un sector del bosque de Transición tucumano, en diferentes condiciones de uso. Acta zoológica lilloana, 49 (1-2): 3-8.

Brandán, Z. J.; N. L. Marigliano; C. I. Navarro y C. M. Antelo. 2006. Estructura y composición específica de la comunidad de aves en un área suburbana de la provincia de Tucumán, Argentina. Acta zoológica lilloana, 50 (1-2): 47-54.

Brower, J. E. y J. H. Zar 1977. Field and laboratory methods for general ecology. WMC. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa, USA, 194 pp.

Brown, A. D.; U. Martínez Ortiz; M. Acerbi y J. Corchera (eds.) 2006. La situación ambiental de la Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Bucher, E. H. y G. Herrera. 1981. Comunidades de aves acuáticas de la Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Ecosur, Argentina, 8 (15): 91-120.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedias Argentinas de Agricultura. Ed. Acme, Tomo II, 85 pp.

Canevari, M.; P. Canevari; G. R. Carrizo; G. Harris; J. Rodríguez Mata y R. J. Straneck. 1991. Nueva

guía de las aves argentinas. Ed. Fundación ACINDAR, Buenos Aires, Tomo I, 410 pp.

Clergeau P.; J. Jokimaki y P. L. J. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscape? Journal of Applied Ecology, 38: 1122-1134.

Cueto, V. R. 1996. Relación entre los ensambles de aves y la estructura de la vegetación. Un análisis a tres escalas espaciales. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Echevarria, A. L. 2001. Estudios ecológicos de las aves acuáticas del Embalse El Cadillal, provincia de Tucumán. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, 206 pp.

Faggi, A. y P. V. Perepelizin. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, 8 (2): 289-297.

Germain, P.; Y. Cuevas; C. Sanhueza; F. R. Tizón; A. Loydi; A. E. de Villalobos; G. Zapperi; B. Vázquez; G. Pompozzi y M. J. Piován. 2008. Ensamble de aves en zonas con diferente grado de urbanización en la ciudad de Bahía Blanca (Buenos Aires, Argentina). BioScriba, 1 (2):35-45.

Giannini, N. P. 1999. La interacción de Aves-Murciélagos-Plantas en el sistema de frugivoría y dispersión de semillas en San Javier, Tucumán, Argentina. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, 164 pp.

Giraudo, L.; M. Kufner; R. Torres; D. Tamburini; V. Briguera y G. Gavier. 2006. Avifauna del Bosque Chaqueño Oriental de la provincia de Córdoba, Argentina. Ecología aplicada, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, http://www.accessmylibrary.com/coms2/summary_0286-32165560_ITM

González Oreja, J. A.; C. Bonache Regidor; D. Buzo Franco; A. A. De la Fuente Díaz Ordáz y L. Hernández Satín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la ciudad de Puebla (México). Ardeola, 54 (1): 53-67.

Horlent, N.; M. C. Juárez y M. C. Arturi. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves en los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. Ecología Austral, Córdoba, Argentina. 13 (2).

Houghton, R. A.; D. S. Lefkowitz y D. L. Skole. 1991. Changes in the landscape of Latin America. Forest Ecology and Management, 38: 143-172.

Juri, M. D. 2007. Estudios ecológicos de la comunidad de aves en un gradiente urbano. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina, 228 pp.

Juri, M. D. y J. M. Chani. 2009. Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. Ecología Austral, 19 (3): 175-184.

Leveau, L. M. y C. M. Leveau. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. Hornero, 19 (1):13-21.

Levey, D. y F. G. Stiles. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in neotropical landbirds. American Naturalist, 140: 447-476.

Loiselle, B. A. y J. G. Blake. 1992. Population variation in a tropical bird community. BioScience. 11: 838-845.

Lucero, M. M.; Z. J. Brandán y J. M. Chani. 2005. Composición y variación anual de la avifauna de los tres grandes parques urbanos de San Miguel de Tucumán (Tucumán, Argentina). Acta zoológica lilloana, 49 (1-2): 43-48.

Mac Arthur, R. H. 1971. Patterns of terrestrial bird communities. En: D. S. Farner y J. R. King (eds.), Avian Biology I. Academic Press, New York, pp. 189-221.

Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedra, Barcelona, 200 pp.

Mazar Barnett, J. y M. Pearman. 2001. Lista comentada de las Aves Argentinas. Lynx Edicions, Barcelona, 164 pp.

Mckinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. BioScence, 52 (10): 883-890.

Minetti, J. L.; S. A. Albaracín; M. E. Bobba; C. M. Hernández; E. R. López; L. A. Acuña; M. C. Costa; J. I. Nieva y E. A. Mendoza. 2005. Atlas climático de Noroeste Argentino (ACNOA). En: J. L. Minetti (ed.), El clima del Noroeste Argentino. Magna, Tucumán, pp. 217-234.

Narosky, T. y D. Yzurieta. 2003. Guía para la identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Manzini Editores, Buenos Aires, Edición de Oro, Asociación Ornitológica del Plata, Birdlife International, 244 pp.

Navarro, C. I.; Z. J. Brandán Fernández; N. L. Marigliano y C. M. Antelo. 2011. Avifauna asociada a sectores de bosques ribereños con modificaciones antropogénicas (Tucumán, Argentina): I. Aspectos generales. Acta zoológica lilloana, 55 (1): 109-122.

Ramírez-Albores, J. E. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la depresión central de Chiapas, México. Revista Biología Tropical, 58 (1): 511-528.

Rossetti, M. A. y Giraudo, A. R. 2003. Comunidades de aves de bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre en el río Paraná medio, Argentina. El Hornero, 18 (2): 89-96.

Santillán de Andrés, S. E. y T. R. Ricci. 1966. La región de la cuenca Tapia-Trancas. Monografía 15: 69, Facultad de Filosofía y Letras, Dpto. de Geografía, Universidad Nacional de Tucumán.

Seguí, R. y D. Caballero-Sadi. 2005. Estudio de la comunidad de aves en parques de Montevideo urbano. VIII Jornadas de Zoología de Uruguay, Montevideo, Uruguay, pág. 106.

Shoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. Science, 185: 27-39.

Sirombra, M. G. y L. M. Mesa. 2010. Composición florística y distribución de los bosques ribereños

subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. Revista Biología Tropical, 58 (1): 499-510.

Soave, G. E.; G. P. Marateo; G. Rey; D. Glaz y C. A. Darrieu. 1999. Evolución estacional de los ensambles de aves en un talar del nordeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas, 11 pp.

Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Blume ediciones, Madrid, España, 832 pp.

Vervoorst, F. 1967. Aspectos fitogeográficos del área de El Cadillal. Instituto de Arquitectura y Planeamiento. El Cadillal. Estudio de los recursos turísticos y recreativos. Facultad de Arquitectura y urbanismo, Universidad Nacional de Tucumán, Gobierno provincia de Tucumán, 44 pp.

Vervoorst, F. 1982. Noroeste. En: Conservación de la vegetación natural de la República Argentina. Simposio XVIII Jornadas Argentinas de Botánica. Serie Conservación de la Naturaleza, Fundación M. Lillo, Tucumán, Argentina, 2: 9-24.

Vides Almonacid R.; H. R. Ayarde; G. J. Srocchi; F. Romero; C. Boero y J. M. Chani. 1998. Biodiversidad de Tucumán y el Noroeste Argentino. Aportes de la Fundación Miguel Lillo a su conocimiento, manejo y conservación. Opera Lilloana, 43: 1-89.

Villagra de Gamundi, A.; A. L. Aquino; M. Sirombra; J. Juárez; A. P. López; P. Quiroga; L. González y G. Vernieri. 2007. Aspectos preliminares sobre la valoración económica ambiental del Embalse Celestino Gelsi (El Cadillal) y su entorno, Tucumán, Argentina. Libro de Resúmenes de las Terceras Jornadas de la Asociación Argentino Uruguaya de Economía Ecológica, ASAUEE, Facultad Regional Tucumán, Universidad Tecnológica Nacional, pág. 131.